

ISSN 0120-4157

Biomédica

Revista del Instituto Nacional de Salud

PUBLICACIÓN ANTICIPADA EN LINEA

El Comité Editorial de *Biomédica* ya aprobó para publicación este manuscrito, teniendo en cuenta los conceptos de los pares académicos que lo evaluaron. Se publica anticipadamente en versión pdf en forma provisional con base en la última versión electrónica del manuscrito pero sin que aún haya sido diagramado ni se le haya hecho la corrección de estilo.

Siéntase libre de descargar, usar, distribuir y citar esta versión preliminar tal y como lo indicamos pero, por favor, recuerde que la versión impresa final y en formato pdf pueden ser diferentes.

Citación provisional:

Méndez F, Zapata AM. Conflicto armado, contaminación y riesgos en salud: Una evaluación de riesgo por tres fuentes de exposición ambiental asociadas al conflicto en Colombia. *Biomédica*. 2021;41 (4).

Recibido: 02-12-20

Aceptado: 21-06-21

Publicación en línea: 23-06-21

Conflicto armado, contaminación y riesgos en salud: Una evaluación de riesgo por tres fuentes de exposición ambiental asociadas al conflicto en Colombia

Conflicto armado y riesgos en salud

A risk evaluation of three sources of environmental exposure associated to the Colombian conflict

Fabián Méndez ¹, Andrés Mauricio Zapata ²

¹ Escuela de Salud Pública, Universidad del Valle, Cali, Colombia

² Departamento de Energía, Universidad de la Costa, Barranquilla, Colombia

Correspondencia:

Fabián Méndez, Escuela de Salud Pública, Universidad del Valle Sede San

Fernando, Calle 4 B No. 36-140, Cali, Colombia

Teléfono: +57 2 554 2476; Celular: 316 4806033

fabian.mendez@correounivalle.edu.co

Contribución de los autores:

Fabián Méndez: dirección de la investigación.

Andrés Mauricio Zapata: estimaciones de riesgo.

Ambos autores participaron en el análisis e interpretación de los datos y en la escritura del manuscrito.

Introducción. Los conflictos armados afectan los territorios ricos en recursos y biodiversidad; como resultado del daño ambiental causado por las acciones violentas se puede afectar la salud de las poblaciones.

Objetivos. Evaluar los riesgos en la salud humana debidos a la degradación ambiental asociada a tres acciones violentas relacionadas con el conflicto armado colombiano: voladura de oleoductos, minería informal con mercurio y aspersión de cultivos ilícitos con glifosato.

Materiales y métodos. Se desarrolló una evaluación cuantitativa de los riesgos para la salud individual asociados a actividades del conflicto armado, usando metodologías que tienen en cuenta las rutas de dispersión de los contaminantes, las concentraciones en el ambiente, la exposición de los individuos y los riesgos de efectos cancerígenos y no cancerígenos.

Resultados. La evaluación de riesgos para los tipos de acciones relacionadas con el conflicto armado incluidos en este estudio mostró evidencia de riesgo cancerígeno intolerable y de riesgo no cancerígeno inaceptable por consumo de agua y peces contaminados por HAP, mercurio y glifosato.

Conclusiones. Este estudio reafirma las conexiones inextricables que existen entre ambiente, sociedad y salud y las implicaciones de la violencia ambiental para la salud pública de estos grupos poblacionales vulnerables y, en general, para el bienestar de todos los seres vivos afectados por el conflicto armado.

Palabras clave: conflictos armados; contaminación ambiental; salud ambiental; medición de riesgo; hidrocarburos policíclicos aromáticos; mercurio; minería

Introduction: Armed conflicts affect territories rich in resources and biodiversity; As a result of the environmental damage caused by violent actions, the health of populations can be affected.

Objectives: To assess the risks to human health due to environmental degradation associated with three violent actions related to the Colombian armed conflict: pipeline bombing, informal mining with mercury, and spraying of illicit crops with glyphosate.

Materials and methods: A quantitative evaluation of the risks to individual health associated with activities of the armed conflict was developed, using methodologies that take into account the routes of dispersion of pollutants, concentrations in the environment, exposure of individuals and risks of carcinogenic and non-carcinogenic effects.

Results: The risk assessment for the types of actions related to the armed conflict included in this study showed evidence of intolerable carcinogenic risk and unacceptable non-carcinogenic risk due to the consumption of water and fish contaminated by PAH, mercury and glyphosate.

Conclusions: This study reaffirms the inextricable connections that exist between the environment, society, and health and the implications of environmental violence for the public health of these vulnerable population groups and, in general, for the well-being of all living beings affected by the armed conflict.

Keywords: armed conflicts; environmental pollution; environmental health; risk assessment; polycyclic aromatic hydrocarbons; mercury; mining.

Los conflictos armados ocurren con gran frecuencia en territorios ricos en recursos y biodiversidad. En los países del Sur con economías extractivistas dependientes de la exportación de recursos primarios, la riqueza en biodiversidad y la abundancia de recursos naturales a menudo resulta ser más una maldición que una bendición (1), pues las riquezas provenientes de la explotación de la naturaleza benefician solo a algunos, porque la competencia por los recursos genera conflictos socioambientales y, además, porque las ganancias obtenidas se utilizan para financiar la guerra, a un costo social y ecológico enorme para la mayoría de la población.

Como resultado del daño ambiental causado por las acciones del conflicto armado se puede afectar la salud de las poblaciones; no obstante, la investigación sobre la degradación ambiental asociada al conflicto y sus efectos en la salud humana es escasa lo que limita la comprensión e implementación de políticas y acciones durante y en el post-conflicto. De acuerdo a Zwijnenburg y col. (2), las rutas directas de daño ambiental del conflicto armado incluyen la contaminación por agentes químicos secundaria a los ataques a sitios industriales, la contaminación por los residuos peligrosos de las armas y de los subproductos de las industrias extractivas usadas para financiar el conflicto, el daño a la infraestructura sanitaria, el desplazamiento de la población y la destrucción de los recursos naturales.

Según estos autores, otros impulsores de tipo indirecto que contribuyen al deterioro ambiental son las debilidades de las economías en medio del conflicto y el colapso de la gobernanza ambiental en las autoridades estatales que llevan a la falta de cumplimiento de las leyes y regulaciones ambientales (2).

Colombia, con más de cinco décadas de conflicto armado y luego de la firma del Acuerdo de Paz con la guerrilla de las FARC-EP en 2016, es hoy uno de los países del mundo con mayor número de conflictos ambientales registrados (3). Un tipo característico de las acciones del conflicto armado colombiano realizado con el fin de afectar la industria extractiva y con potencial efecto en la salud ambiental es la voladura de oleoductos, que produce incendios y contaminación por hidrocarburos. El petróleo es una mezcla compleja de compuestos hidrocarbonados que incluyen los hidrocarburos alifáticos (n-alcanos, isoalcanos y cicloalcanos), los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) y sus derivados. El tipo de afectación sobre los organismos vivos depende de la ruta, de la vía de exposición (ingestión, inhalación o dérmica) y del agente químico específico (4), pero siempre, los mayores receptores de los efectos contaminantes en los ecosistemas son las especies de los niveles superiores de la red trófica. Según el registro histórico del conflicto armado, en Colombia se han presentado eventos de voladura de oleoductos desde la década de 1960 y se estima que la infraestructura de transporte de hidrocarburos ha sido atacada 2.575 veces, derramando cerca de 4,1 millones de barriles de petróleo (5,6), siendo los departamentos de Norte de Santander, Arauca, Putumayo y Nariño los de mayor afectación. En particular, las poblaciones aledañas al estuario del río Mira, en el municipio de Tumaco, departamento de Nariño, son unas de las más afectadas tal como sucedió con el derrame de 410.000 galones de petróleo crudo, por los atentados al oleoducto Transandino en 2015 (7). Adicionalmente, la zona de influencia del río Catatumbo ha sido afectada por los derrames de petróleo desde la década de 1980 por ataques contra el oleoducto Caño Limón-Coveñas. Desde

entonces, según el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, más de 2.8 millones de barriles de petróleo han sido derramados en la zona (8).

Otra actividad asociada al conflicto armado y que tiene efectos adversos en la salud ambiental, es la minería informal de oro con mercurio realizada por actores foráneos, en territorios donde ancestralmente lo realizaban comunidades campesinas como medio de subsistencia. La minería informal en Colombia alcanza entre el 50 y el 80% de la actividad extractiva, se extiende en 65% del territorio nacional y genera graves impactos ambientales por el deterioro de los ecosistemas, el agotamiento de la oferta ambiental y, en general, por la destrucción del entorno (9). Adicionalmente, se ha descrito que en estas zonas participan intermediarios (con frecuencia grupos al margen de la ley) que pre-financian la producción, lo que condiciona a los mineros a vender el oro a precios inferiores (10).

Debido a las técnicas de extracción utilizadas en la minería informal con mercurio, se generan emisiones de material particulado con afectaciones de tipo ocupacional y ambiental. En particular, la emisión de vapores de mercurio se genera por la destilación de la amalgama que este metal forma con el oro. El mercurio utilizado en las minas puede llegar además hasta los ecosistemas terrestres y acuáticos gracias a la escorrentía generada por el rebosamiento de las pocetas de cianuro o las malas prácticas en el manejo de este metal pesado. En los ecosistemas acuáticos el mercurio se bioacumula y biomagnifica en los peces, que posteriormente son consumidos por el hombre y otras especies. Una vez que el mercurio ingresa al ambiente forma metilmercurio, que es mucho más tóxico que el mercurio en su forma elemental (11).

En particular, se estima que la cuenca alta del río Cauca al suroccidente del país se ve afectada por la actividad minera informal realizada en Suárez y otros municipios de los departamentos del Cauca y Valle. Suárez es un municipio primordialmente minero, escenario de conflictos sociales por el despliegue de proyectos extractivos de empresas, inversionistas y grupos al margen de la ley (12). Los hechos violentos en este territorio han estado ligados a problemáticas de desigualdad y exclusión, potenciadas por un modelo de desarrollo económico que reproduce las brechas de desigualdad en el sector rural.

Otro sitio de minería informal en Colombia es la ciénaga de Ayapel, un complejo cenagoso de gran importancia ecológica, especialmente por la protección de aves acuáticas y migratorias, localizada en el departamento de Córdoba. Cerca de 650 Ha de esta ciénaga han sido arrasadas por la actividad minera, y según un informe de la Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y San Jorge (13) y otros estudios realizados en la zona (14) la concentración de mercurio en el agua de la ciénaga, consumida por los 50.000 habitantes del municipio de Ayapel, sobrepasa diez veces el contenido permitido por las organizaciones ambientales internacionales (15).

De otra parte, en la lucha por los recursos que financian la guerra, la erradicación forzada de los cultivos de coca ha tenido en la aspersión con glifosato un punto de mayor controversia. Este es el herbicida de mayor uso a nivel mundial y una de las estrategias del actual modelo industrial de producción agrícola que busca un incremento constante en la producción de alimentos (16). Desde el año 1974 hasta el año 2014, se aplicaron 9 billones de kilogramos de glifosato a nivel mundial de los cuales dos terceras partes se utilizaron entre 2004 – 2014 (17).

Este uso extensivo y creciente del glifosato ha generado un fuerte debate sobre sus efectos en el ambiente y la salud de las personas. No obstante, un análisis de la producción científica vinculada al glifosato entre 1974 y 2016 (17) demostró que durante los primeros treinta años hubo una concentración en la investigación de las ciencias agrícolas financiada por las empresas productoras del herbicida, con conflicto de intereses y como estrategia de posicionamiento comercial. No obstante, en la última década se ha incrementado la producción científica independiente, ha aumentado el interés por los estudios toxicológicos y los efectos ambientales, y en el 2015 el Centro Internacional de Investigaciones sobre Cáncer (IARC por sus siglas en inglés) dio a conocer un informe en el que incluyó al glifosato en el grupo de las sustancias probablemente cancerígenas en humanos (18).

En Colombia, en 1985 se inició la aspersión aérea de marihuana con glifosato en la costa Atlántica y se expandió en el año 1992 a los cultivos de amapola y coca. La mezcla química usada para la aspersión tiene el nombre comercial Roundup-Ultra®, y está compuesta por glifosato, Cosmoflux 411F® (aceite mineral y surfactantes no ionizados con agentes de acoplamiento) y el surfactante POEA que se ha demostrado determina un aumento de la toxicidad del formulado (19). Según la Dirección Antinarcóticos de la Policía Nacional de Colombia (DIRAN), el uso del Roundup® en la erradicación de cultivos ilícitos se ha extendido principalmente a cuatro regiones o núcleos en el país (20): Putumayo-Caquetá, Cauca-Nariño, Guaviare-Meta y Norte de Santander. En particular, de acuerdo con la Oficina de las Naciones Unidas para las Drogas y el Crimen, las regiones de Putumayo–Caquetá (con 29.484 ha asperjadas) y Cauca–Nariño (57.897 ha)

cuentan con el mayor número y frecuencia de eventos de aspersión con glifosato desde el año 2001 (21). Consistente con lo anterior, para el año 2019 en estos departamentos se localizan seis de los diez primeros municipios con mayor índice de amenaza para la diversidad cultural y biológica de Colombia, por las condiciones históricas asociadas a los cultivos de coca, por su afectación y permanencia en el territorio: Tumaco y Barbacoas en Nariño; El Tambo en el Cauca; y Puerto Asís, Puerto Guzmán y Orito en Putumayo (21).

De acuerdo con la resolución 099 del 31 de julio de 2003 del Ministerio del Medio Ambiente la dosis de glifosato para aspersión aérea de cultivos ilícitos en Colombia es 10.4 L/ha de la formulación comercial del herbicida glifosato conocida como Roundup 480 SL más 0.25 L de Cosmoflux 411 y 13 litros de agua, esto es una descarga de 23.65 L/ha de la mezcla. En comparación, de acuerdo con la resolución 1121 de 14 de septiembre 2017 de la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales, para cultivos lícitos la dosis de Roundup 480 SL es 2.0 L/ha, esto quiere decir que la aspersión aérea de cultivos ilícitos usa 5.2 veces la cantidad recomendada para otros cultivos, lo que es consistente con lo calculado por Maldonado y col. (22). Específicamente, esta dosificación se traduce en un incremento de la concentración de glifosato aplicado equivalente al 26% contra el 1% recomendado en EEUU para aplicaciones terrestres, con equipos de protección y dirigido a malezas agrícolas.

Los estudios para evaluar el riesgo a la salud debido a la exposición ambiental a estos contaminantes requieren, de acuerdo a los modelos tradicionales de análisis, la caracterización de: la fuente del contaminante, su dispersión, la exposición de la población y la dosis que ingresa al organismo para finalmente

hacer la estimación del riesgo. En estas evaluaciones el riesgo es una función de la toxicidad de la sustancia peligrosa evaluada y de la magnitud y el tiempo de exposición a la misma (23).

En consecuencia, se realizó un estudio de evaluación de riesgos para cuantificar los efectos en la salud de las poblaciones, debido a la degradación ambiental de los territorios asociada al conflicto armado colombiano en el marco de tres actividades estrechamente relacionadas con el conflicto: la voladura de oleoductos, la minería informal con mercurio y la aspersión de cultivos ilícitos con glifosato.

Materiales y métodos

Se desarrolló una evaluación probabilística de los riesgos para la salud humana asociados a actividades del conflicto armado, usando la metodología estandarizada de la Agencia de Protección Ambiental de los EEUU (USEPA). Esta metodología tiene en cuenta las rutas de dispersión de los contaminantes, las concentraciones en el ambiente y la exposición de los individuos para la estimación cuantitativa de los riesgos de efectos cancerígenos y no cancerígenos (24).

Contaminantes evaluados, población y área de estudio

Para la evaluación de riesgos se incluyeron contaminantes ambientales representativos de cada una de las actividades del conflicto analizadas, una ruta y una vía de exposición, de acuerdo a estudios recientes reportados en la literatura (cuadro 1). La población objetivo del estudio para todas las actividades evaluadas fue un grupo poblacional de 245 mujeres en edad fértil entre 15 y 40 años con condiciones sociales y económicas similares a las de las áreas de estudio. Este

grupo fue seleccionado por ser especialmente vulnerable frente a los eventos de contaminación ambiental y sus datos fueron obtenidos de estudios similares desarrollados por Echeverry y col. (25) y Zapata y col.(26). Las variables de este grupo de mujeres que se tuvieron en cuenta para las estimaciones de riesgo fueron: edad, tiempo de exposición, duración de la exposición, peso corporal, cantidad de pescado y agua consumidos por ración, frecuencia de consumo y tiempo promedio. Este último se calculó siguiendo las recomendaciones de la USEPA (24).

Las áreas de estudio corresponden a zonas del territorio colombiano de reconocida ocurrencia de tres tipos de acciones característicos del conflicto armado: voladura de oleoductos, minería informal con mercurio y aspersión con glifosato para erradicación forzada de cultivos ilícitos. Su selección está justificada además por la disponibilidad de datos de las variables necesarias sobre la exposición de la población para hacer el cálculo de los riesgos. En la evaluación de los efectos de la voladura de oleoductos fue seleccionada la región del río Mira, y los HAP evaluados fueron naftaleno, pireno y criseno, por ser tres de los compuestos más estudiados y nocivos para la salud (27), de los cuales se dispone información en la cuantificación realizada por Garcés y Espinosa dos años después de los atentados al Oleoducto Transandino ocurridos en Junio de 2015 (7). Específicamente, la concentración en peces de naftaleno, pireno y criseno fue 0,1095 mg/kg, 5,6264 mg/kg y 18,0088 mg/kg, respectivamente. Los valores utilizados para la frecuencia de exposición al consumo de pescado (días/año) estuvieron entre 40,5 y 162,0 días/año con un promedio de 94,6 (desviación estándar: $4,32 \times 10^1$). Adicionalmente, se incluyó la región del Catatumbo utilizando

la sumatoria total de hidrocarburos cuantificada por la Corporación Autónoma de Norte de Santander entre los años 2017 y 2018 (28). La concentración promedio de HAP en aguas del río correspondió a 2,8 mg/L. El tiempo promedio de exposición (AT) fue 12.410 días y la duración de la exposición (ED) fue de 34 años.

Para minería informal con mercurio la ruta de exposición seleccionada fue la ingesta de peces provenientes del río Cauca, a su paso por el Valle del Cauca, y la ciénaga de Ayapel, mientras que la especie química evaluada fue el metil mercurio; porque más del 90 % de este metal se presenta en esta forma en la biota acuática (29). Las cuantificaciones fueron tomadas de estudios realizados por Zapata y col. (26,30) en el río Cauca entre 2014 y 2015 y por Marrugo y col. (29) en la ciénaga de Ayapel entre 2004 y 2005. Específicamente, las concentraciones utilizadas estuvieron entre $0,79 \times 10^{-1}$ y $4,90 \times 10^{-1}$ mg/kg en peces del río Cauca (promedio: $2,39 \times 10^{-1}$) y entre $0,35 \times 10^{-1}$ y $6,5 \times 10^{-1}$ mg/kg en la ciénaga de Ayapel (promedio: $3,54 \times 10^{-1}$), con una duración de la exposición equivalente a la edad de las mujeres.

De manera correspondiente para las concentraciones de glifosato y AMPA en agua se tomaron como referencia los datos obtenidos de los estudios de Silva y col. que en un ecosistema similar al colombiano y con un número adecuado de muestras determinó por cromatografía líquida de alta resolución la contaminación de aguas por uso del glifosato 30 a 60 días después de la aplicación del herbicida en cultivos lícitos entre 2001 y 2002 (31). No obstante, estas mediciones para el análisis de riesgo no tendrían en cuenta la mezcla química usada para la aspersión de cultivos ilícitos en Colombia compuesta por glifosato, Cosmoflux

411F® y el surfactante POEA. En consecuencia, considerando que la estrategia de aspersión de cultivos ilícitos utiliza concentraciones 5 veces más altas que las de uso agrícola convencional, se utilizó este valor como un factor multiplicador común en cada estimación por departamento. Específicamente, utilizando concentraciones de base por departamento a partir de la información de la cantidad de aspersiones realizadas en cada uno de ellos, esto es desde 0,03 mg/kg en el Cauca hasta 0,10 mg/kg en Nariño, la concentración final utilizada fue 5 veces ese valor inicial (de 0,15 mg/kg en el Cauca a 0,50 mg/kg en Nariño). A este escenario se denominó “escenario base”. Para estimar la duración de la exposición se tuvieron en cuenta los registros históricos de fumigación de cultivos ilícitos de acuerdo a los cuales la duración de la exposición sería de 15 años en todos los departamentos de la zona evaluada (entre 2001 y el 2015), exceptuando el departamento del Cauca, donde sería un año menos, pues no se reportaron fumigaciones en el 2002 (32).

Además de este escenario base, se simuló un segundo escenario que diera cuenta de los fenómenos de bioacumulación y biomagnificación del glifosato en la red trófica. Diversos estudios recientes dan cuenta de que el glifosato se bioacumula y biomagnifica en seres vivos como los peces y las plantas y se distribuye ampliamente en distintos compartimentos ambientales como el material particulado suspendido en los cuerpos de agua, los sedimentos, el suelo y la cobertura vegetal (33-36). Específicamente, se ha demostrado que el factor de bioacumulación (BAF por sus siglas en inglés) del glifosato en estas matrices ambientales puede tomar valores en el rango entre 0,5 hasta 5 (34,37). En consecuencia, para dar cuenta de estos fenómenos se multiplicó por tres el primer

escenario, como referente de un valor promedio de los BAF reportados. En Colombia no se cuenta con estudios rigurosos que permitan conocer experimentalmente este tipo de fenómenos derivados de la aspersión de cultivos ilícitos, razón por la cual se estima conveniente este escenario.

Dosis y estimaciones de riesgo: El cálculo de la dosis interna de los diferentes contaminantes evaluados, secundaria a la exposición a una matriz contaminada se realizó utilizando la siguiente ecuación recomendada por la USEPA (24):

$$Dosis = \frac{C \times IR \times CF \times EF \times ED}{BW \times AT}$$

En la que:

C = Concentración en la muestra (mg.kg⁻¹)

IR = Tasa de ingestión de la muestra (mg.día⁻¹)

CF = Factor de Conversión (1x10⁻⁶ kg.mg⁻¹)

EF = Frecuencia de exposición (días.año⁻¹)

ED = Duración de la exposición (años)

BW = Peso corporal (kg)

AT = Tiempo promedio (días)

Con base en esta dosis se evaluaron los riesgos respecto a un marcador de toxicidad característico de cada contaminante. Para los riesgos de efectos no cancerígenos se usó la dosis de referencia (Rfd de sus iniciales en inglés) que es la máxima dosis oral aceptable de una sustancia tóxica, y se presentan para los contaminantes evaluados en el cuadro 2. El cálculo de riesgos no cancerígenos se hace mediante el cociente entre la dosis y el Rfd, o cociente de riesgo (HQ). En

consecuencia, si el valor estimado del HQ es > 1 se considera que existe un riesgo para la salud inaceptable (38).

De acuerdo con la literatura científica, la exposición a dos o más contaminantes puede causar efectos aditivos o interactivos debido a la sinergia entre estos. En estos casos se recomienda estimar el cociente de riesgo combinado (CHQ por sus iniciales en inglés), el cual fue calculado para la exposición a glifosato+AMPA, siguiendo las recomendaciones de Miri y col. (39).

Complementariamente, el riesgo cancerígeno se estimó a partir del producto entre la dosis calculada y el factor de pendiente de cáncer (CSF, por sus iniciales en inglés), que es el límite superior del intervalo de confianza del 95% del incremento del riesgo de cáncer asociado a la exposición durante la vida por ingestión o inhalación de un agente (cuadro 2-lista de valores de CSF utilizados). Un nivel de riesgo cancerígeno estimado de 1×10^{-N} indica que se considera que hasta un caso de cáncer por cada 10^N habitantes es producto de causas ajenas al escenario evaluado (por ejemplo, cigarrillo, radiación, etc.), casos adicionales por arriba de ese umbral serán atribuidos al escenario bajo estudio. En general es aceptado que valores de riesgo cancerígenos inferiores a 1 por cada 100.000 habitantes (1×10^{-5}) se consideran tolerables, mientras que riesgos mayores a 1 por 10.000 habitantes (1×10^{-4}) son intolerables. Las estimaciones entre estos dos valores (1×10^{-5} y 1×10^{-4}) se consideran están en el rango de medidas de prevención (40-42). Es de resaltar que no se dispone de valores del CSF para glifosato y su metabolito el AMPA lo que imposibilita en este caso la estimación de ese potencial riesgo. El cálculo probabilístico del riesgo, implica un muestreo aleatorio de cada una de las variables involucradas en la exposición para la estimación de la dosis, de

acuerdo a la ecuación anterior (30). Con el objetivo de construir las distribuciones probabilísticas de cada una, se utilizó el análisis de Monte Carlo, uno de los métodos probabilísticos más utilizados con este fin (23). En consecuencia, para el cálculo del riesgo se siguieron los lineamientos del programa computacional Crystal Ball 11.0® (Decisioneering Inc., Denver, Colorado, EUA.) con simulaciones tipo Monte Carlo para 100.000 iteraciones basadas en los tipos de distribución de probabilidad de cada variable. Para ello se aplicó la prueba de normalidad Shapiro Wilks empleando el programa computacional Statistica v. 8.0 (StatSoft, Poland). Posteriormente, se determinó el ajuste de los datos a la distribución mediante chi cuadrado.

Resultados

El cuadro 3 presenta los valores del riesgo cancerígeno y no cancerígeno en mujeres en edad fértil por consumo de agua en el río Catatumbo y pescado en el río Mira. Los resultados muestran que el contenido de HAP totales y de algunos de sus compuestos específicos, especialmente pireno, representan riesgos cancerígenos intolerables y riesgos no cancerígenos inaceptables para la población. En particular, bajo el escenario evaluado se estarían presentando entre dos y ocho casos de cáncer por cada mil personas expuestas a HAP totales en la zona de influencia del río Catatumbo (o lo que es lo mismo entre 225 y 846 casos por cada 100.000 expuestos). Para el consumo de peces con pireno el riesgo cancerígeno podría ser hasta de 111 casos por cada 100.000 expuestos en la zona de influencia del río Mira. Todos estos valores de riesgo son intolerables puesto que son mucho mayores que el valor máximo de un caso por cien mil personas.

De otra parte, el riesgo no cancerígeno estimado sugiere que la dosis alcanzada puede ser hasta de 28 veces la máxima aceptada para los HAP totales en agua del Catatumbo y hasta 37 veces la máxima aceptada de pireno en peces del río Mira. Es importante tener en cuenta adicionalmente, que en esta evaluación de riesgo solo se incluyeron tres HAP de cerca de cien tipos distintos identificados, razón por la cual la exposición, y en consecuencia los efectos en salud, pueden ser aún mayores.

Con relación a la exposición a mercurio debido al consumo de pescado contaminado por actividades de minería informal, tanto en el río Cauca como en la ciénaga de Ayapel las estimaciones de riesgos cancerígenos máximos sobrepasan los valores tolerables y están en el rango de medidas de prevención: esto es aproximadamente entre 3 y 5 casos por cada 100.000 expuestos (cuadro 4). En el río Cauca además la dosis ingerida por peces con mercurio se estima podría llegar a ser hasta 9,3 veces la máxima aceptable para riesgo no cancerígeno. En otras palabras, la estimación incluye entre los valores de riesgo probables valores por arriba de lo tolerable que ameritan intervenciones de remediación. En Ayapel los valores estimados están por debajo del máximo aceptable (menores que 1).

Finalmente, en el escenario que llamamos “de base” ninguna de las evaluaciones de riesgo no cancerígeno para glifosato y AMPA mostraron valores por arriba de los máximos aceptables (cuadro 5). En comparación, en el escenario con simulación de bioacumulación y biomagnificación del agente en la red trófica se identificaron valores por arriba del máximo aceptable para consumo de agua contaminada con glifosato en el departamento de Nariño. Cuando se estimaron los

cocientes de riesgo combinados para glifosato + AMPA los valores de riesgo estimados son mayores que el máximo aceptable en Nariño y Putumayo. (cuadro 6)

Discusión

Esta evaluación de riesgos para tres tipos de acciones relacionadas con el conflicto armado en Colombia mostró evidencia de riesgo cancerígeno intolerable y de riesgo no cancerígeno inaceptable por consumo de agua y peces contaminados por HAP, mercurio y glifosato. Los hallazgos son consistentes con otras evaluaciones de riesgo de estos mismos contaminantes, pero relacionadas con exposiciones secundarias a actividades humanas no relacionadas con conflicto armado. En este estudio, las acciones de violencia ambiental relacionadas al conflicto corresponden a actividades productivas en las que diferentes actores armados han sido los presuntos responsables: las guerrillas, para la voladura de oleoductos; mayoritariamente paramilitares, para el caso de la minería de oro informal; y el Estado, para el caso de la aspersión con glifosato para erradicación forzada de cultivos ilícitos.

Como consecuencia de la voladura de oleoductos, la evidencia de las modelaciones muestra en particular un intolerable riesgo cancerígeno para consumo de agua contaminada por HAP en el río Catatumbo y por consumo de pescado del río Mira contaminado con pireno, uno de los compuestos más nocivos de los que se dispone información. También en estos dos escenarios el riesgo no cancerígeno es inaceptable pues supera, como muestran nuestros cálculos, entre 7 y más de 30 veces la dosis máxima aceptable. Una evaluación de riesgos más exhaustiva podría incluir la cuantificación de otros HAP y otras rutas y vías de

exposición (i.e.: ingestión+absorción dérmica+inhalación) que aumentarían aún más la probabilidad de ocurrencia de efectos en la salud (23). No obstante, estos resultados son categóricos en demostrar un aumento en el riesgo de ocurrencia de cáncer y otras afectaciones a la salud de estas poblaciones. En particular, según la IARC la exposición a HAP en la dieta ha sido asociada en humanos a un aumento del riesgo de adenoma colorectal y a cáncer pancreático, mientras que otras rutas de exposición, por ejemplo por inhalación o contacto dérmico, y estudios en modelos animales han demostrado riesgo aumentado de cáncer de pulmón y de otros órganos (43). Adicionalmente, la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR, por sus iniciales en inglés) describe como posibles efectos no cancerígenos que se pueden presentar en la población por exposición a HAP diversos problemas de la salud reproductiva, defectos de nacimiento y bajo peso al nacer, además de efectos nocivos en la piel, fluidos corporales, y una disminución en la habilidad para combatir infecciones después de exposiciones ya sea de corta o larga duración (44).

A la luz de los resultados de esta evaluación probabilística de riesgos en salud por exposición a HAP, llaman la atención los análisis realizados en zonas dentro del área de influencia de estas exposiciones en Tumaco que muestran una alta prevalencia de tumores de estómago, leucemia, tumores benignos o de evolución incierta, otros tumores malignos y el tumor maligno de tráquea o bronquios asociados a un exceso de Años de Vida Potencialmente Perdidos por muerte prematura de predominio en mujeres (45), lo cual podría potenciarse en el contexto de estas regiones por el bajo acceso a diagnóstico oportuno y tratamientos especializados.

De otra parte, se estimó un aumento en el riesgo no cancerígeno asociado al consumo de pescado del río Cauca contaminado con mercurio por las actividades de minería informal, con coeficientes de riesgo que podrían alcanzar hasta más de 9 veces el valor máximo tolerable. Adicionalmente, tanto en el río Cauca como en la ciénaga de Ayapel, los riesgos cancerígenos estimados por exposición a mercurio están en el rango de valores que ameritan el desarrollo de medidas de prevención, pues son superiores a 1 caso por 100.000 expuestos. El mercurio es un neurotóxico bien reconocido, que puede afectar especialmente el desarrollo fetal y la niñez, y que también puede causar la aparición o exacerbación de déficit neurológicos en adultos mayores previamente expuestos (46-48). En relación con los efectos cancerígenos del mercurio se ha descrito asociación con la ocurrencia de adenomas renales, adenocarcinomas y otros tipos de carcinomas, y en general se ha confirmado que es capaz de producir daño cromosómico y nuclear (49).

Al respecto, los estudios de campo realizados en el municipio de Ayapel – Córdoba mostraron en población mayor de 14 años, concentraciones de mercurio total en cabello (Valores promedio estimados $2,18 \pm 1,77 \mu\text{g/g}$) superiores a las permitidas internacionalmente por la USEPA ($1 \mu\text{g/g}$) (14). Así mismo, síntomas como cefalea, irritabilidad, falta de concentración, insomnio, alteración de la presión arterial, sabor metálico, úlceras bucales, parálisis facial, náuseas y hormigueo de las manos son consistentes con los niveles de mercurio cuantificados y fueron presumiblemente asociados al alto consumo de pescado contaminado con mercurio de la ciénaga de Ayapel (14). Por otra parte, en la zona de influencia del río Cauca al oriente de la ciudad de Cali, incluida en este análisis

de evaluación de riesgos, los estudios en campo han demostrado una mayor prevalencia de malformaciones congénitas en neonatos, como un conglomerado de sirenomelias con una ocurrencia de 3 casos por 1.000 nacimientos cuando lo esperado para estas malformaciones es 1 en 100.000 nacimientos (50,51).

Finalmente, la evaluación de riesgo no cancerígeno para aspersión con glifosato no mostró en el escenario base ningún valor por arriba del máximo tolerable para la exposición al glifosato o su metabolito AMPA de manera aislada o en combinación (todos los cocientes de riesgo combinados <1). No obstante, cuando se evaluó en un escenario en el que se tiene en consideración la bioacumulación y la biomagnificación de estos agentes en la red trófica se obtuvieron valores de riesgo por arriba de los máximos permitidos por exposición a glifosato solo o en combinación con AMPA en los departamentos de Nariño y Putumayo. A este respecto, los efectos del glifosato en la salud reproductiva, en particular, ya sea por afectación en la fertilidad, en el desarrollo fetal y durante la vida por exposición *in utero* han sido bastante documentados en estudios de laboratorio y en modelos animales (52-55), aunque aún persiste mucho debate sobre sus efectos en estudios epidemiológicos en humanos (56-58).

Sobre los potenciales efectos cancerígenos del glifosato existe también bastante controversia, a pesar de la reclasificación que hizo la IARC del glifosato como probablemente cancerígeno para los humanos (Grupo 2); en consecuencia, no existe un valor de CSF avalado internacionalmente. A pesar de ello, con base en el CSF reportado por el estado de California en EEUU (CSF: 0.00062 (mg/kg-day)⁻¹ (59) , se realizaron estimaciones de valores para los riesgos cancerígenos por la exposición al glifosato que fueron mayores que 1×10^{-5} en todos los departamentos

(cálculos no mostrados en el presente artículo; las estimaciones de riesgo mayores se obtuvieron en Nariño: $2,27$ a $6,25 \times 10^{-5}$) lo que sugiere, sin tener en cuenta el AMPA, que es necesario tomar medidas de prevención.

Este estudio sobre los efectos de la violencia ambiental en la salud poblacional presenta limitaciones que son el resultado de la falta de más y mejores datos sobre las exposiciones, la carencia de información a partir de programas sistemáticos de muestreo para determinar concentraciones y en general de la ausencia de un mayor y más riguroso seguimiento a las condiciones de las matrices ambientales que son fuente de exposición en estas poblaciones vulnerables. No obstante, los estudios utilizados como base para la evaluación de riesgo son una fuente confiable que en las condiciones de estos grupos de individuos expuestos nos ayudan a comprender la magnitud del impacto del conflicto armado como fuente de contaminación y riesgo ambiental.

La situación de riesgo descrita se agrava aún más cuando se considera el contexto de vulnerabilidad de estos territorios, mayormente si se tiene en cuenta el deficiente acceso a agua potable en las zonas rurales que son las más afectadas por el conflicto armado. Específicamente, la cobertura de acueducto promedio del país para el suelo rural en 2017 era de 73,2% y los índices de calidad del agua para ese mismo año indican que el 58% de la población rural recibe agua no apta para el consumo (60). Aún más, algunos de los territorios evaluados aquí tienen coberturas de prestación de servicio de acueducto más bajas, como en Tumaco donde 51% de los habitantes tiene cobertura del servicio o en la zona del Catatumbo donde según la Defensoría del Pueblo sólo el 27% de la población tiene acceso a agua potable (8). Sumado a lo anterior está la concentración de la

pobreza en las regiones afectadas por el conflicto puesto que, por ejemplo para el Catatumbo, los indicadores estimados muestran que más del 53% de la población de esta región se encuentra bajo la línea de pobreza (8) lo que seguramente favorece sinergias negativas en salud, por la afectación nutricional de las poblaciones expuestas.

Adicionalmente, el caso particular de la exposición por consumo de pescado se ve favorecido porque en algunas de estas comunidades hay un alto consumo de peces, que hacen parte de sus hábitos nutricionales, de su cultura y forman parte de su sustento y de los modos de vida de estas poblaciones. Por ello, las acciones que se deberían adoptar no pueden enfocarse a limitar el consumo de pescado, sino a la mitigación o biorremediación de la concentración de los contaminantes en el ambiente a fortalecer la seguridad y soberanía alimentarias y, en general, a mejorar las condiciones de vida de la población expuesta. Es además necesario la implementación de acciones de monitoreo de la contaminación aquí y en otros sitios con problemas similares debidos a las acciones de violencia ambiental asociadas al conflicto armado.

En conclusión, este estudio reafirma las conexiones inextricables que existen entre ambiente, sociedad y salud y la urgencia de consolidar las acciones para una paz duradera y sostenible, por las implicaciones para la salud pública de estos grupos poblacionales vulnerables y, en general por el bienestar de todos los seres vivos afectados por el conflicto armado.

Agradecimientos

A las comunidades que han sido víctimas del conflicto.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener ningún tipo de conflicto de intereses.

Financiación

Este estudio fue financiado por la Comisión de Esclarecimiento de la Verdad, la Convivencia y la No Repetición de Colombia (CEV) y por la Universidad del Valle.

Referencias

1. Le Billon P. The political ecology of war: natural resources and armed conflicts. *Polit Geogr.* 2001;20:561-84. [https://doi.org/10.1016/S0962-6298\(01\)00015-4](https://doi.org/10.1016/S0962-6298(01)00015-4)
2. Zwijnenburg W, Hochhauser D, Dewachi O, Sullivan R, Nguyen V-K. Solving the jigsaw of conflict-related environmental damage: Utilizing open-source analysis to improve research into environmental health risks. *J Public Health.* 2020;42:e352-60. <https://doi.org/10.1093/pubmed/fdz107>
3. Pérez-Rincón M, Vargas-Morales J, Martínez-Alier J. Mapping and Analyzing Ecological Distribution Conflicts in Andean Countries. *Ecol Econ.* 2019;157:80-91. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.11.004>
4. López E, Schuhmacher M, Domingo JL. Human health risks of petroleum-contaminated groundwater. *Environ Sci Pollut Res.* 2008;15:278-88. <https://doi.org/10.1065/espr2007.02.390>
5. Morales L. La Paz y la Protección Ambiental en Colombia: Propuestas para un desarrollo rural sostenible. 2017. Fecha de consulta: 20 de noviembre de 2020. Disponible en: https://www.thedialogue.org/wp-content/uploads/2017/01/Envnt-Colombia-Esp_Web-Res_Final-for-web.pdf
6. DNP Departamento Nacional de Planeación. Panorámica Regional,

Dividendos Ambientales de la Paz. 2016. Fecha de consulta 14 de septiembre de 2020. Disponible en:

<https://colaboracion.dnp.gov.co/CDT/Prensa/Publicaciones/PANORAMICA%20VERSI%C3%93N%20FINAL%2019%20enero2017.pdf>

7. Garcés O, Espinosa LF. Contaminación por hidrocarburos en sedimentos de manglar del estuario del río Mira, Pacífico colombiano, afectados por derrames de petróleo crudo. Bull Mar Coast Res. 2019;48:159-68.
<https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2019.48.1.763>
8. Defensoria del Pueblo. Informe de seguimiento a la Resolución Defensorial No. 46, situación social y ambiental de la región del Catatumbo – Norte de Santander. Defensoría del Pueblo. 2006. Fecha de consulta 9 de noviembre de 2020. Disponible en:
<https://www.defensoria.gov.co/es/public/Informesdefensoriales/852/Informe-de-seguimiento-a-la-Resolución-Defensorial-No-46-situación-social-y-ambiental-de-la-región-del-Catatumbo---Norte-de-Santander-Resolución-Defensorial-No-46-Informes-defensoriales---Medio-Ambiente.htm>
9. Juárez F. La minería ilegal en Colombia: Un conflicto de narrativas. El Ágora USB. 2016;16:135-46. <https://doi.org/10.21500/16578031.2169>
10. Timarán FHP, Barrios SDP. Problemas y desafíos de la minería de oro artesanal y en pequeña escala en Colombia. Rev Fac Cienc Económicas. 2016;24:147-61. <https://doi.org/10.18359/rfce.2217>
11. Chan H. Advances in Methylmercury Toxicology and Risk Assessment. Toxics. 2019;7:20. <https://doi.org/10.3390/toxics7020020>
12. Rojas-Lozano D, López-Cerquera N, Trujillo-Ospina D. Desbordamiento del

- extractivismo minero en Colombia: el caso de Suárez, Cauca. Rev CS. 2018;171-201. <https://doi.org/10.18046/recs.i24.2512>
13. Corporación Autónoma de los Valles del Sinú y San Jorge. Plan de manejo ambiental del complejo de humedales de Ayapel. 2007. Fecha de consulta: 9 de noviembre de 2020. Disponible en:
<http://www.planesmojana.com/documentos/estudios/11.Plan%20de%20manejo%20ambiental%20del%20complejo%20de%20humedales%20de%20%20AYAPEL.pdf>
 14. Gracia L, Marrugo L, Alvis E. Contaminación por mercurio en humanos y peces en el municipio de Ayapel, Córdoba, Colombia, 2009. Rev Fac Nac Salud Pública. 2010;28:118-24.
 15. FAO/WHO. Report of the joint FAO/WHO expert consultation on the risks and benefits of fish consumption, 25-29 January 2010, Rome, Italy. World Health Organization; 2011. Fecha de consulta 23 de septiembre de 2020. Disponible en: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/44666>
 16. Benbrook CM. How did the US EPA and IARC reach diametrically opposed conclusions on the genotoxicity of glyphosate-based herbicides? Environ Sci Eur. 2019;31:2. <https://doi.org/10.1186/s12302-018-0184-7>
 17. Sosa B, Fontans-Álvarez E, Romero D, da Fonseca A, Achkar M. Analysis of scientific production on glyphosate: An example of politicization of science. Sci Total Environ. 2019;681:541-50.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.379>
 18. IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, International Agency for Research on Cancer. IARC monographs on the

- evaluation of carcinogenic risks to humans. Volumen 112. Lyon: IARC; 2017.
19. Burger M, Fernández S. Exposición al herbicida glifosato: aspectos clínicos toxicológicos. Rev Médica Urug. 2004;20:202-7.
 20. Policía Nacional de Colombia. Plan de manejo ambiental para aspersión aérea. Policía Nacional de Colombia. 2017. Fecha de consulta 9 de noviembre de 2020. Disponible en: <https://www.policia.gov.co/contenido/plan-manejo-ambiental-aspersion-aerea>
 21. UNODC. Colombia. Monitoreo de territorios afectados por cultivos ilícitos 2019. 2020. Fecha de consulta: 8 de junio de 2021. Disponible en: https://www.unodc.org/documents/crop-monitoring/Colombia/Colombia_Monitoreo_Cultivos_Illicitos_2019.pdf
 22. Maldonado A, Gallardo L, Alvarez T, Chiriboga G, Moscoso R, Monge E, et al. Impactos en Ecuador de las fumigaciones realizadas en el Putumayo dentro del Plan Colombia. 2002. Fecha de consulta 23 de septiembre de 2020. Disponible en: http://www.mamacoca.org/FSMT_sept_2003/pdf/accion_ecologica_informe_verificacion_efectos_en_ecuador_de_fumigacion.pdf
 23. USEPA. Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume III-Part A, Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment. 2001. Fecha de consulta: 23 de septiembre de 2020. Disponible en: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/rags3adt_complete.pdf
 24. USEPA. Risk Assessment Guidance for Superfund- Volume I- Human Health Evaluation Manual (Part A). 1989. Fecha de consulta 23 de septiembre de

2020. Disponible en: https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/rags_a.pdf
25. Echeverry G, Zapata AM, Paéz MI, Méndez F, Peña MR. Valoración del riesgo en salud para un grupo poblacional de la ciudad de Cali-Colombia por exposición a Pb, Cd, Hg, 2-4D y Diuron debido al consumo de agua potable y alimentos. *Biomédica*. 2015;35:110-9.
<https://doi.org/10.7705/biomedica.v35i0.2464>
26. Zapata AM, Paéz MI, Mendéz F, Abrahams N, Artunduaga YP, Ordoñez J. Estudio exploratorio de evaluación de riesgo en la salud de madres lactantes por consumo de pescado contaminado del río Cauca, en el Valle del Cauca (Colombia). *Ambiente y Desarrollo*. 2018;22.
<https://doi.org/10.11144/Javeriana.ayd22-43.eeer>
27. ATSDR. Resumen de Salud Pública: Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) 2021. Fecha de consulta: 7 de junio de 2021. Disponible en:
https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs69.html
28. Corponor. Linea base para el establecimiento de la meta global de carga contaminante para el periodo 2019-2023. 2019. Fecha de consulta: 9 de noviembre de 2020. Disponible en:
http://corponor.gov.co/corponor/meta_carga_contaminante_2019-2023/linea_base_cargacontaminante.pdf
29. Marrugo J, Lans E, Benítez L. Finding of Mercury in Fish from the Ayapel Marsh, Cordoba, Colombia. *Rev MVZ Córdoba*. 2007;12:878-86.
30. Zapata AM, Quimbayo PM, Mendez F, Ordoñez JE, Abrahams N, Páez-Melo MI. Evaluación de riesgos a la salud de lactantes expuestos a metales traza

- en leche materna. Rev Int Contam Ambient. 2019;35:787-96.
<https://doi.org/10.20937/RICA.2019.35.04.01>
31. Silva MDD, Peralba MDCR, Mattos MLT. Determinação de glifosato e ácido aminometilfosfônico em águas superficiais do arroio passo do pilão. Pestic Rev Ecotoxicologia E Meio Ambiente. 2003;13:19-28.
32. UNODC. Informe de Monitoreo de Territorios Afectados por Cultivos Ilícitos en Colombia 2018. 2019. Fecha de consulta: 23 de septiembre de 2020.
Disponible en:
https://www.unodc.org/documents/colombia/2019/Agosto/Informe_de_Monitoreo_de_Territorios_Afectados_por_Cultivos_Illicitos_en_Colombia_2018_.pdf
33. Tzvetkova P, Lyubenova M, Boteva S, Todorovska E, Tsonev S, Kalcheva H. Effect of herbicides paraquat and glyphosate on the early development of two tested plants. IOP Conf Ser Earth Environ Sci. 2019;221:012137.
<https://doi.org/10.1088/1755-1315/221/1/012137>
34. Owagboriaye F, Dedeké G, Bamidele J, Aladesida A, Isibor P, Feyisola R, et al. Biochemical response and vermiremediation assessment of three earthworm species (*Alma millsoni*, *Eudrilus eugeniae* and *Libyodrilus violaceus*) in soil contaminated with a glyphosate-based herbicide. Ecol Indic. 2020;108:105678. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105678>
35. Ansari M, Sedighi-Khavida S, Hatami B. Toxicity, Biodegradability and Detection Methods of Glyphosate; the Most Used Herbicide: A Systematic Review. J Environ Health Sustain Dev. 2019;4:731-43.
<https://doi.org/10.18502/jehsd.v4i2.1053>
36. Bonansea RI, Filippi I, Wunderlin DA, Marino DJG, Amé MV. The Fate of

- Glyphosate and AMPA in a Freshwater Endorheic Basin: An Ecotoxicological Risk Assessment. *Toxics*. 2017;6. <https://doi.org/10.3390/toxics6010003>
37. Contardo-Jara V, Klingelmann E, Wiegand C. Bioaccumulation of glyphosate and its formulation Roundup Ultra in *Lumbriculus variegatus* and its effects on biotransformation and antioxidant enzymes. *Environ Pollut*. 2009;157:57-63. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.07.027>
38. Hague T, Petroczi A, Andrews PL, Barker J, Naughton DP. Determination of metal ion content of beverages and estimation of target hazard quotients: a comparative study. *Chem Cent J*. 2008;2:13. <https://doi.org/10.1186/1752-153X-2-13>
39. Miri M, Akbari E, Amrane A, Jafari SJ, Eslami H, Hoseinzadeh E, et al. Health risk assessment of heavy metal intake due to fish consumption in the Sistan region, Iran. *Environ Monit Assess*. 2017;189:583. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6286-7>
40. Miguel E de. La evaluación de riesgos ambientales. *Ind Min*. 2003;351:57-64.
41. Ahmed MdS, Yesmin M, Jeba F, Hoque MS, Jamee AR, Salam A. Risk assessment and evaluation of heavy metals concentrations in blood samples of plastic industry workers in Dhaka, Bangladesh. *Toxicol Rep*. 2020;7:1373-80. <https://doi.org/10.1016/j.toxrep.2020.10.003>
42. García-García N, Pedraza-Garciga J, Montalvo JF, Martínez M, Leyva J. Evaluación Preliminar De Riesgos Para La Salud Humana Por Metales Pesados En Las Bahías De Buenavista Y San Juan De Los Remedios, Villa Clara, Cuba. *Rev Cuba Quím*. 2012;XXIV:126-35.
43. IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans,

International Agency for Research on Cancer. Some non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons and some related occupational exposures. Lyon, France : IARC Press; 2010. p. 853.

44. ATSDR. ToxFAQsTM: Hidrocarburos totales de petróleo. 2019. Fecha de consulta: 28 de octubre de 2020. Disponible en:
https://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_tfacts123.html
45. Rocha-Buelvas A, Trujillo-Montalvo E, Hidalgo-Patiño C, Hidalgo-Eraso Á. Carga de cáncer del departamento de Nariño y subregiones, Colombia, 2010. Rev Fac Nac Salud Pública. 2014;32:340-54.
46. Gustin K, Tofail F, Mehrin F, Levi M, Vahter M, Kippler M. Methylmercury exposure and cognitive abilities and behavior at 10 years of age. Environ Int. 2017;102:97-105. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.02.004>
47. Palma-Parra M, Muñoz-Guerrero MaN, Pacheco-Garcia O, Ortiz-Gomez Y, Díaz-C SM. Niños y adolescentes expuestos ambientalmente a mercurio, en diferentes municipios de Colombia. Rev Univ Ind Santander Salud. 2019;43-52. <https://doi.org/10.18273/revsal.v51n1-2019005>
48. Tirado V, García MA, Moreno J, Galeano Toro LM, Lopera Restrepo F, Franco Chica A. Alteraciones neuropsicológicas por exposición ocupacional a vapores de mercurio en El Bagre (Antioquia, Colombia). Rev Neurol. 2000;31:712. <https://doi.org/10.33588/rn.3108.2000237>
49. Ott WR, Steinemann AC, Wallace LA. Exposure Analysis. Boca Raton: CRC Press; 2006. Fecha de consulta: 7 de noviembre de 2020. Disponible en:
<https://www.taylorfrancis.com/books/9781420012637>
50. Cuartas DE, Ariza Y, Pachajoa H, Méndez F. Analysis of the spatial and

temporal distribution of birth defects between 2004-2008 at a third-level hospital in Cali, Colombia. Colomb Médica. 2011;42:9-16.
<https://doi.org/10.25100/cm.v42i1.745>

51. Monsalve AM, Londoño IC, Ocampo J, Cruz DF, Saldarriaga W, Isaza C. Distribución geográfica en Cali, Colombia, de malformaciones congénitas: Hospital Universitario del Valle, marzo de 2004-febrero de 2005. Colomb Médica. 2007;38:47-51.
52. Ingaramo PI, Varayoud J, Milesi MM, Guerrero Schimpf M, Alarcon R, Munoz-de-Toro M, et al. Neonatal exposure to a glyphosate-based herbicide alters uterine decidualization in rats. Reprod Toxicol. 2017;73:87-95.
<https://doi.org/10.1016/j.reprotox.2017.07.022>
53. Dallegre E, Mantese FD, Coelho RS, Pereira JD, Dalsenter PR, Langeloh A. The teratogenic potential of the herbicide glyphosate-Roundup® in Wistar rats. Toxicol Lett. 2003;142:45-52. [https://doi.org/10.1016/S0378-4274\(02\)00483-6](https://doi.org/10.1016/S0378-4274(02)00483-6)
54. Owagboriaye FO, Dedeke GA, Ademolu KO, Olujimi OO, Ashidi JS, Adeyinka AA. Reproductive toxicity of Roundup herbicide exposure in male albino rat. Exp Toxicol Pathol Off J Ges Toxikol Pathol. 2017;69:461-8.
<https://doi.org/10.1016/j.etp.2017.04.007>
55. Zhang J-W, Xu D-Q, Feng X-Z. The toxic effects and possible mechanisms of glyphosate on mouse oocytes. Chemosphere. 2019;237:124435.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124435>
56. Savitz DA, Arbuckle T, Kaczor D, Curtis KM. Male Pesticide Exposure and Pregnancy Outcome. Am J Epidemiol. 1997;146:1025-36.

<https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aje.a009231>

57. Parvez S, Gerona RR, Proctor C, Friesen M, Ashby JL, Reiter JL, et al. Glyphosate exposure in pregnancy and shortened gestational length: a prospective Indiana birth cohort study. *Environ Health*. 2018;17:23.
<https://doi.org/10.1186/s12940-018-0367-0>
58. Ling C, Liew Z, von Ehrenstein O, Heck J, Park A, Cui X, et al. Prenatal Exposure to Ambient Pesticides and Preterm Birth and Term Low Birthweight in Agricultural Regions of California. *Toxics*. 2018;6:41.
<https://doi.org/10.3390/toxics6030041>
59. California OEHHA. Initial Statement of Reasons: Glyphosate; Proposition 65 Safe Harbors. 2017. Fecha de consulta: 9 de noviembre de 2020. Disponible en: <https://oehha.ca.gov/media/downloads/proposition-65/chemicals/glyphosate032917isor.pdf>
60. Ministerio de Vivienda, Ciudad y Territorio. Plan Director Agua y Saneamiento Básico. Visión Estratégica 2018-2030, 2018. Fecha de consulta: 9 de noviembre de 2020. Disponible en: <http://www.minvivienda.gov.co/documents/viceministerioagua/plan%20director.pdf>

Cuadro 1. Contaminantes, ruta, vía de exposición y región por cada una de las actividades del conflicto armado colombiano evaluadas

Actividad	Contaminantes	Ruta de exposición	Vía de exposición	Región
Voladura de oleoductos	HAP: naftaleno, pireno y criseno	Consumo de pescado	Ingestión	Estuario del río Mira, costa sur del municipio de Tumaco, Nariño. ⁽⁶⁾
		Consumo de agua		Río Catatumbo, Norte de Santander ⁽²⁵⁾
Contaminación por uso de mercurio en la minería informal	Mercurio	Consumo de pescado	Ingestión	Río Cauca entre corregimiento el Hormiguero en Cali y la vereda Paso de la Torre en Yumbo, Valle del Cauca ⁽²³⁾ .
				Ciénaga de Ayapel, Córdoba ⁽²⁶⁾
Erradicación forzada de cultivos ilícitos con fumigaciones aéreas de glifosato	Glifosato y AMPA	Consumo de agua	Ingestión	Departamentos de Putumayo, Caquetá, Cauca y Nariño ⁽²⁸⁾

Cuadro 2. Valores de RfD y CSF de los contaminantes incluidos en la evaluación de riesgos en salud

Contaminante	RfD mg/kg-día	CSF mg/kg-día	Referencia
Naftaleno	$2,00 \times 10^{-2}$	$1,20 \times 10^{-1}$	USEPA, 1998
Pireno	$3,00 \times 10^{-4}$	$1,00 \times 10^{-1}$	USEPA, 2017
Criseno	ND	$1,00 \times 10^{-3}$	MICHIGAN STATE, 2015
HAP Totales	$3,00 \times 10^{-4}$	$1,00 \times 10^{-1}$	Bulder et al., 2006
Metil-mercurio	$1,00 \times 10^{-4}$	$3,50 \times 10^{-2}$	USEPA, 1987
Glifosato	$1,00 \times 10^{-1}$	ND	USEPA, 1987
AMPA	$3,00 \times 10^{-1}$	ND	Minnesota Dep. of Health, 2017

RfD: Dosis de referencia CSF: Factor de pendiente del Cáncer

ND: no disponible

Cuadro 3. Valores del riesgo cancerígeno y no cancerígeno asociado a exposición a hidrocarburos en mujeres en edad fértil por consumo de agua del río Catatumbo y pescado con en el río Mira

Estadísticas	Río Catatumbo Consumo de agua		Río Mira Consumo de pescado				
	Riesgo cancerígeno	Riesgo no cancerígeno	Riesgo cancerígeno			Riesgo no cancerígeno	
	HAP totales		Criseno	Naftaleno	Pireno	Naftaleno	Pireno
Mínimo	$2,25 \times 10^{-3}$	7,50	$3,64 \times 10^{-7}$	$7,03 \times 10^{-7}$	$1,13 \times 10^{-5}$	$1,11 \times 10^{-4}$	0,38
Máximo	$8,46 \times 10^{-3}$	28,1	$3,55 \times 10^{-5}$	$6,28 \times 10^{-6}$	$1,11 \times 10^{-3}$	$1,08 \times 10^{-2}$	37,0
Coefficiente de variación	0,3120		0,6430				
Error estándar medio	$4,18 \times 10^{-6}$	$1,39 \times 10^{-2}$	$2,16 \times 10^{-8}$	$1,16 \times 10^{-8}$	$6,76 \times 10^{-7}$	$6,57 \times 10^{-6}$	$2,25 \times 10^{-2}$

Riesgo cancerígeno: Tolerable: $p < 1 \times 10^{-5}$

Rango de medidas de prevención: $p \times 10^{-5} < p < 1 \times 10^{-4}$ (negrilla)

Intolerable: $p > 1 \times 10^{-4}$ (en rojo)

Riesgo no cancerígeno (HQ): > 1 inaceptable (en rojo)

Cuadro 4. Valores del riesgo cancerígeno y no cancerígeno asociado a exposición a mercurio en mujeres en edad fértil por consumo de pescado del río Cauca y la ciénaga de Ayapel

Estadísticas	Río Cauca Consumo de pescado		Ciénaga de Ayapel Consumo de pescado	
	Riesgo cancerígeno	Riesgo no cancerígeno	Riesgo cancerígeno	Riesgo no cancerígeno
	Mercurio		Mercurio	
Mínimo	$8,03 \times 10^{-9}$	$2,29 \times 10^{-3}$	$4,01 \times 10^{-9}$	$1,14 \times 10^{-3}$
Máximo	$3,26 \times 10^{-5}$	9,32	$4,55 \times 10^{-5}$	0,130
Coeficiente de variación	1,07		1,14	
Error estándar medio	$7,74 \times 10^{-9}$	$2,21 \times 10^{-3}$	$9,85 \times 10^{-9}$	$2,82 \times 10^{-3}$

Riesgo cancerígeno: Tolerable: $p < 1 \times 10^{-5}$

Rango de medidas de prevención: $p1 \times 10^{-5} < p < 1 \times 10^{-4}$ (negrilla)

Intolerable: $p > 1 \times 10^{-4}$ (en rojo)

Riesgo no cancerígeno (HQ): > 1 inaceptable (en rojo)

Cuadro 5. Valores del riesgo no cancerígeno asociado a exposición a glifosato y AMPA en mujeres en edad fértil por consumo de agua en áreas de Colombia asperjadas

Estadísticas	Nariño	Putumayo	Caquetá	Cauca	Nariño	Putumayo	Caquetá	Cauca
	Riesgo no cancerígeno por consumo de agua							
	Glifosato				AMPA			
Mínimo	0,145	0,101	0,129	0,044	0,048	0,034	0,0430	0,014
Máximo	0,460	0,321	0,149	0,138	0,153	0,107	0,0497	0,046
Coeficiente de variación	0,3004	0,3005	0,0418	0,3000	0,3002	0,3004	0,0419	0,2996
Error estándar medio	$2,35 \times 10^{-4}$	$1,65 \times 10^{-4}$	$1,84 \times 10^{-5}$	$7,06 \times 10^{-5}$	$7,86 \times 10^{-5}$	$5,51 \times 10^{-5}$	$6,14 \times 10^{-6}$	$2,35 \times 10^{-5}$

Los cocientes de riesgo combinado para Glifosato + AMPA por departamento son: Nariño 0,613; Putumayo 0,428; Caquetá 0,199; Cauca: 0,184

Cuadro 6. Valores del riesgo no cancerígeno en mujeres en edad fértil asociado a exposición a glifosato y AMPA por consumo de agua en área de Colombia asperjadas. Escenario 2 con bioacumulación y biomagnificación del glifosato en la red trófica

Estadísticas	Nariño	Putumayo	Caquetá	Cauca	Nariño	Putumayo	Caquetá	Cauca
	Riesgo no cancerígeno por consumo de agua							
	Glifosato				AMPA			
Mínimo	0,435	0,304	0,387	0,130	0,146	0,101	0,129	0,044
Máximo	1,370	0,964	0,448	0,413	0,150	0,106	0,149	0,138
Coeficiente de variación	0,2997	0,3002	0,0418	0,2999	0,8950	0,9010	0,1260	0,8991
Error estándar medio	$7,06 \times 10^{-4}$	$4,94 \times 10^{-4}$	$5,52 \times 10^{-5}$	$2,12 \times 10^{-4}$	$2,36 \times 10^{-4}$	$1,65 \times 10^{-4}$	$1,84 \times 10^{-5}$	$7,05 \times 10^{-5}$

Los cocientes de riesgo combinado para Glifosato + AMPA por departamento son: Nariño **1,52**; Putumayo **1,07**; Caquetá 0,60; Cauca 0,55